

Modelización hidrodinámica y bioquímica de la generación de sulfuros en la impulsión de saneamiento de “Las Gaviotas” (Murcia). Reducción de sulfuros mediante inyección de aire

(Recibido: 10/04/2015; Aceptado: 19/05/2015)

Agustín Pedreño Almagro, Antonio Viguera Rodríguez, Luis G. Castillo Elsidí
Grupo de investigación Hidr@m – Ingeniería Hidráulica, Marítima y Medioambiental
Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos y de Ingeniería de Minas
Paseo Alfonso XIII, Nº52, 30203 Cartagena (España)
Teléfono: 968327071
Email: apa5@alu.upct.es, aviguera.rodriguez@upct.es, luis.castillo@upct.es

Resumen. La generación de sulfuro de hidrógeno en las impulsiones de saneamiento es causada por la reducción microbiana de sulfato presente en el agua residual a sulfuro bajo condiciones anaerobias. El sulfuro de hidrógeno es el causante principal del mal olor y la corrosión en estructuras de saneamiento. Se ha diseñado un modelo hidrodinámico y bioquímico para tratar de cuantificar la producción de sulfuro en impulsiones de saneamiento con grandes tiempos de retención y predecir puntos sensibles que puedan generar molestias a la ciudadanía o problemas estructurales a la propia red. El objetivo de la inyección de aire en las impulsiones es garantizar ambientes aerobios en la conducción y facilitar la eliminación de sulfuros.

Palabras clave. Aguas residuales; inyección de aire comprimido; modelado; modelos bioquímicos; saneamiento.

Abstract. The release of hydrogen sulfide from sewers could cause corrosion problems in the sewer facilities, as well as odor issues in its surrounding areas. This gas is formed, mainly, in the force mains, where water has a high retention time and it becomes anaerobic. Therefore, the sulfates are reduced to sulfides. The hydraulic and biochemical computer model that is presented in this paper simulates the sulfide production and finds critical points in the force main. The model aims also to evaluate different amounts of air injection in order to maintain aerobic conditions for reducing sulfide generation.

Keywords. Wastewater; compressed air injection; modelling; model biochemical; sanitary.

1. Introducción

Las aguas residuales que discurren por los sistemas de saneamiento, contienen una amplia gama de compuestos orgánicos e inorgánicos, algunos de los cuales van a jugar un papel muy importante en la generación de sulfuro de hidrógeno y en la aparición de malos olores. El ciclo del azufre en redes de saneamiento a presión es especialmente relevante en la producción de sulfuros. Las causas más frecuentes, se encuentran en la existencia de ambientes anaerobios y grandes tiempos de retención en las arquetas de los bombeos.

Las primeras investigaciones en la formación de sulfuro de hidrógeno en impulsiones de saneamiento se remontan a la década de los años 70 del siglo XX. Estas dieron lugar a la aparición de modelos matemáticos para la predicción de la generación de sulfuros [2-7].

2. Estructura del modelo hidrodinámico y bioquímico

El modelo hidrodinámico y bioquímico se ha desarrollado en GNU Octave [1], programa libre para realización de cálculo numérico. El modelo está basado principalmente en 4 ecuaciones diferenciales que controlan los procesos de generación de sulfuro (S), la variación de la materia orgánica cuantificada mediante la demanda bioquímica de oxígeno (DBO),

la evolución de la cantidad de oxígeno disuelto en el agua residual (DO) y el desplazamiento del agua residual a lo largo de la conducción respecto al tiempo (X).

El programa desarrollado resuelve el sistema de ecuaciones diferenciales mediante la variante del método de Runge- Kutta (orden 4 y 5), realizado por Dormand – Prince.

2.1. Funcionamiento del modelo

El sistema de ecuaciones diferenciales es resuelto para cada conjunto de valores disponibles en el inicio de la impulsión, ordenándose finalmente, todos los datos simulados en función del tiempo y del espacio (Fig. 1).

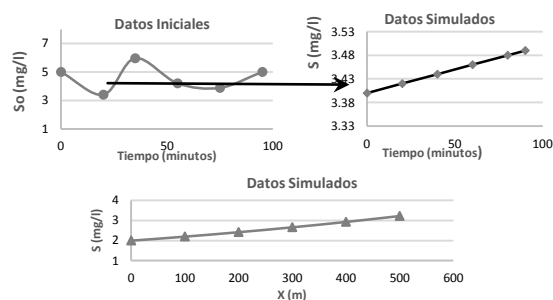


Fig. 1. Ejemplo de funcionamiento del modelo hidrodinámico.

2.2. Modelo de generación de sulfuro

Para la generación de sulfuro en impulsiones de aguas residuales en ambiente anaerobio y aerobio, se ha utilizado las ecuaciones de Pomeroy y Parkhurst [5,7]:

$$\frac{d[S]}{dt} = M' \frac{DBO \cdot 1.07^{(T-20)}}{R} - \frac{m[S] \cdot (I_e \cdot u)^{\frac{3}{8}}}{dm} \quad (1)$$

donde M' es un coeficiente experimental de generación de sulfuros cuyo valor en ambientes aerobios es $0.32 \cdot 10^{-3}$ m/h. Mientras que en ambientes anaerobios vendría dado por $M' = M \cdot (1 + 1.57 \cdot R)$, donde M toma valores en torno a $1 \cdot 10^{-3}$ m/h. R es el radio hidráulico (m), T es la temperatura del agua (°C), m es un coeficiente de eliminación de sulfuros que en ambiente aerobio toma valores en torno a 0.96 y en anaerobios es nulo, u es la velocidad del agua residual (m/s), I_e es la pendiente de la línea de energía y dm la profundidad hidráulica (m).

Se establece un valor frontera de 0.02 mg/l de oxígeno disuelto (DO) en el agua residual, para delimitar el ambiente aerobio del anaerobio.

2.3. Modelo de variación de la DBO

Para modelizar la variación de la DBO respecto al tiempo se ha recurrido a una ecuación de primer orden:

$$\frac{d[DBO]}{dt} = -k \cdot DBO \quad (2)$$

donde k es la constante de biodegradación que para ambientes aerobios toma valores cercanos a 0.10 d^{-1} según la bibliografía, mientras que en ambientes anaerobios decrece significativamente.

2.4. Modelado del oxígeno disuelto

Para simular el balance de oxígeno en la impulsión se ha empleado el modelo de T. Ochi [4], que incluye los siguientes procesos representados en la Fig. 2:

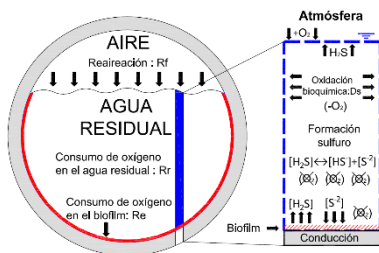


Fig. 2. Representación de un corte transversal de una conducción a presión con inyección de aire donde se explica los fenómenos que ocurren en su interior.

A continuación se desarrolla la ecuación diferencial que engloba los procesos de la Fig. 2.

$$\frac{d[DO]}{dt} = Rf - Rr - \frac{Re}{R} \quad (3)$$

donde Rf es la tasa de reaireación (mg/l h) que representa el oxígeno captado por el agua del flujo de aire comprimido, Rr es el consumo de oxígeno en el agua (mg/l h) y Re el consumo en el biofilm ($\text{g}/\text{m}^2 \text{ h}$).

Para obtener el valor de la tasa de reaireación (Rf) se emplea:

$$Rf = KL(20) \cdot \left(\frac{A}{V}\right) \cdot (DO_{sp} - DO) \cdot 1.024^{(T-20)} \quad (4)$$

siendo DO_{sp} el nivel de saturación de oxígeno a la presión interior, A el área de la interfase líquido-gas (m^2), V el volumen del agua residual (m^3) y $KL(20)$, es el coeficiente de transferencia de oxígeno al agua residual. Para dicho coeficiente Jensen [3] obtuvo la siguiente ecuación:

$$KL(20) = 0.96 \cdot (1 + 0.17Fr^2) \cdot (I_e \cdot u)^{\frac{3}{8}} \quad (5)$$

donde Fr es el número de Froude.

La aplicación original de la ecuación 5 es para saneamiento por gravedad, aunque fue utilizada por T. Ochi, para sus estudios de redes de saneamiento a presión. Se ha introducido una nueva ecuación para $KL(20)$ en el modelo hidrodinámico para tener la posibilidad de mejorar el término de reaireación correspondiente al flujo de aire, aplicando las ecuaciones propuestas por Chia R. Chu and Gerhard H. Jirka [6].

En la Fig. 3 se representan los distintos fenómenos de reaireación en un canal abierto producida por la influencia del viento que a su vez se “extrapola” a nuestro modelo con las siguientes similitudes e hipótesis de cálculo, (caso a: sin inyección de aire y bomba en funcionamiento; caso b: bomba parada y la inyección de aire funcionando; el caso c: bombeo funcionando con inyección de aire).

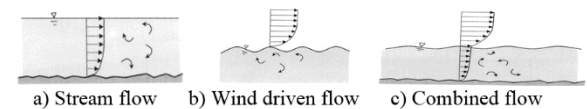


Fig. 3 Representación de los perfiles de velocidad del agua y del aire.

$$KL(20) = KL_b + KL_w \quad (6)$$

$$KL_b = \left(\frac{u_{*b}^3}{h}\right)^{\frac{1}{4}} \begin{cases} U_{*a} < 0.20 \text{ cm/s} \rightarrow K_{Lw} = \alpha \cdot u_{*a} \\ U_{*a} \geq 0.20 \text{ cm/s} \rightarrow K_{Lw} = \beta \cdot u_{*a}^2 \end{cases}$$

donde U_{*a} es la velocidad de corte del aire (m/s) respecto del agua, U_{*b} es la velocidad de corte del agua residual respecto a las paredes, h es el calado (m) y α y β son coeficientes de ajuste.

Para obtener el valor de Re , se aplicó la ecuación de Jansen [2]:

$$Re = k_{1/2} a \cdot (DO)^{\frac{1}{2}} \quad (7)$$

siendo $k_{1/2} a = 0.537 \text{ g}^{\frac{1}{2}} / \text{m}^{\frac{1}{2}} \text{ h}$

El valor de Rr se ha obtenido a partir de las medidas experimentales llevadas a cabo en el colector, estimándose como $Rr = 10 \text{ mg/l h}$.

3. Simulaciones con datos reales

A partir de los datos medidos en la entrada de la impulsión se han llevado a cabo distintas simulaciones. En primer lugar se ha comparado la simulación con datos reales sin inyección de aire registrados el 7/08/2014. Particularmente, la Fig. 4 muestra el sulfuro disuelto a 800m de la entrada, así como los datos medidos en el punto correspondiente, evaluándose también la influencia del coeficiente M .

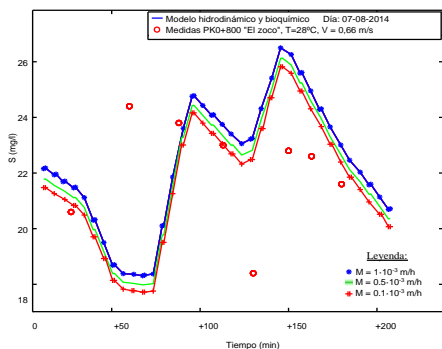


Fig. 4. Simulación con diferentes valores de M , en ambiente anaerobio, en la cántara “EBAR las Gaviotas” situada en Murcia.

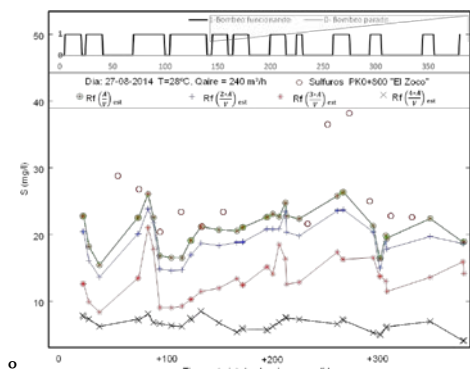


Fig. 5. Simulación sulfuros, $Q_{aire} = 240 \text{ m}^3/\text{h}$ y distintos valores de R_f .

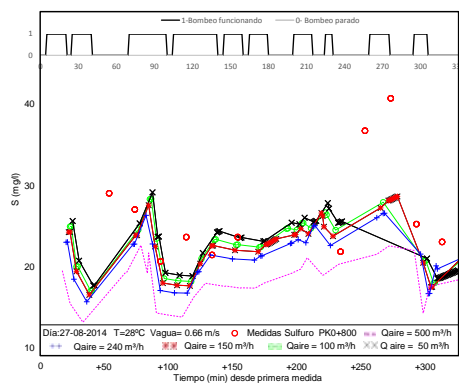


Fig. 6. Simulación sulfuros con distintos caudales de aire.

Posteriormente, se ha empleado el modelo con inyección de aire a partir de los datos registrados el día 27/08/2014, cuando el caudal de aire ascendía a $240 \text{ m}^3/\text{h}$. En este caso, el modelo de reaeración ha sido insuficiente debido a que el régimen de flujo en la conducción no es el estratificado que presuponen las ecuaciones empleadas. Por ello, en la Fig. 5 se han simulado distintas hipótesis consistentes en ampliar el área de intercambio agua-aire.

Como muestra de la aplicación del modelo, se ha simulado la evolución de los sulfuros para distintos caudales de inyección de aire, incluyéndose los resultados correspondientes en la Fig. 6.

4. Conclusiones

Se ha implementado un modelo bioquímico que permite conocer el estado del agua residual en impulsiones y ensayar o evaluar distintos modos de funcionamiento. Se puede observar la influencia del caudal de aire en la reducción de sulfuro en la conducción.

Este modelo se basa en un número reducido de coeficientes empíricos, lo que permite un ajuste de los mismos más sencillos que en otros modelos. No obstante, los datos disponibles en la campaña de muestreo para la calibración del modelo han sido insuficientes.

En el caso del balance de oxígeno, los modelos empleados para R_f , están orientados a un flujo estratificado pero no para los diferentes tipos de flujos bifásicos (slug, bubble, anular, etc...) que en una impulsión con inyección de aire se pueden producir y que conducen a que los valores de A/V cambien significativamente respecto a los considerados.

Por lo tanto, a partir de la futura campaña de calibración, se plantea como línea de mejora la actualización de las ecuaciones 5 y 6.

Agradecimientos

Este trabajo está financiado con fondos de la Entidad de Saneamiento de la Región de Murcia (ESAMUR) y de la cátedra HIDROGEA de la UPCT formando parte del convenio “Estudio en Prototipo de Inyección de Aire en Impulsiones de Aguas Residuales Urbanas para la Eliminación de Olores”.

Referencias

- [1] <https://www.gnu.org/software/octave/>
- [2] Jansen, J. L.Cour and Harremoes, P (1985). Removal of soluble substrates in fixed films. Wat. Sci. Tech., 17(2/3), 1-14.
- [3] Jensen, N.A. (1994), Air – water oxygen transfer in gravity sewers, Environmental Engineering Laboratory, Aalborg University, Denmark.
- [4] Ochi, T., Kitagawa, M. y Tanaka, S. (1998). Controlling sulfide generation in force mains by air injection, Wat. Sci. Tech. 37(1), p. 87-95.
- [5] Parkhurst, J.D and Pomeroy, R.D. (1972). Oxygen absorption in streams. J. San. Eng. Div., ASCE, 98 (SA1), 101-124.
- [6] R. Chu1 and Gerhard H. Jirka. (2003). Wind and Stream Flow Induced Reaeration. Journal of Environmental Engineering © ASCE.
- [7] USEPA. (1985). Design Manual: Odor and Corrosion Control in Sanitary Sewerage Systems and Treatment Plants. US Environmental Protection Agency, EPA 625/1-85/018, Washington,DC.